

La fitoremediación para el tratamiento de aguas de piscinas

Ing. Fernando Pérez Quintero

Dpto. de Ingeniería Hidráulica, Fac. de Construcciones, Univ. de Oriente, Santiago de Cuba.

e-mail: fernando@uo.edu.cu

Dr. C. Yans Guardia Pueblas

Dpto. de Ingeniería Mecánica, Facultad de Ciencias Técnicas, Universidad de Granma.

e-mail: yguardia@udg.co.cu

Dr. C. Suyén Rodríguez Pérez

Laboratorio de Anticuerpos y Biomodelos Experimentales, Centro de Inmunología Molecular, Santiago de Cuba.

e-mail: suyen@cim.sld.cu

RESUMEN

Los métodos biológicos de fitoremediación o bioremediación han sido muy aplicados en el tratamiento de las aguas para piscinas de usos recreativos como deportivas. La modalidad más empleada de fitodepuración de las aguas de piscinas son los humedales artificiales, principalmente los de flujo vertical. En este trabajo se presenta la evaluación de un humedal artificial de flujo vertical sembrado con la planta vegetal *Typha Domingensis*, para el tratamiento de aguas de piscinas a escala de laboratorio para las condiciones climáticas de la provincia de Santiago de Cuba. Para evaluar el efecto real de dicha planta vegetal se utiliza en paralelo un sistema sin ella.

Palabras clave: fitoremediación, humedales artificiales, piscinas biológicas.

Phytoremediation for the treatment of swimming pool water

ABSTRACT

The biological methods of phytoremediation or bioremediation have been widely applied in the treatment of waters for swimming pools, whether they are recreation pools or sports ones. The most employed method of phytoremediation of swimming pools (biopool) waters is the artificial wetland, mainly the vertical flow type. In this work the evaluation of an artificial wetland of vertical flow sown with *Typha Domingensis* vegetal plant, for the treatment of pool waters at a laboratory scale for the weather conditions in the city of Santiago de Cuba. In order to evaluate the real effect of the vegetal plant a parallel system without vegetal plant is used.

Keywords: phytoremediation, artificial wetlands, biopool.

INTRODUCCIÓN

El estudio y consideración de los diferentes procesos físicos, químicos y biológicos, relacionados con el tratamiento del agua para consumo humano, de las aguas residuales urbanas u otras relacionadas con otros usos industriales y recreativos es una tarea importante en la planificación de una adecuada metodología para que este preciado líquido tenga la calidad deseada según el objetivo final trazado. Tal como se refleja en Orts et al. (2012), entre los principales métodos de tratamiento de las aguas en piscinas, han sido los físicos y los químicos los más utilizados, aunque en las últimas tres décadas varios autores como Werner Gamerith en 1980, Gerhard Brandlmeier y Rainer Grafinger David en 1998 y Pagan Butler en el 2013 han desarrollado tecnologías avanzadas para incrementar el uso de los métodos biológicos. En este contexto, las obras hidráulicas destinadas al uso recreativo como deportivo en que utilizan los métodos biológicos de fitoremediación o bioremediación reciben el nombre de piscinas naturales o biológicas y están conformadas por tres zonas principales estrechamente relacionadas entre sí, tales como: zona de baño, zona de filtración y zona de regeneración; estas dos últimas responsables de la remoción de nutrientes y patógenos (Brotherhood 2013), (Geraldés et al. 2014).

Usando el concepto de la autodepuración de los ríos y lagos, los métodos de fitoremediación tratan las aguas residuales de piscinas sin la adición de químicos, usando solamente como método de tratamiento los procesos espontáneos que ocurren en la naturaleza. Este proceso natural le devuelve al agua las características físico-químico-bacteriológicas similares a su estado natural. La modalidad más empleada de fitodepuración de las aguas residuales de las piscinas naturales o biológicas son los humedales artificiales, los cuales consisten en áreas determinadas que se caracterizan por tener un suelo saturado de agua y una comunidad de microorganismos vivientes adaptados a la vida acuática y plantas.

Las piscinas naturales o biológicas en función del tipo de biopiscina no siempre requieren de equipos de bombeo para la recirculación del agua. Para su construcción se emplean generalmente materiales de construcción locales, los cuales pueden constituir el material de soporte de la zona de filtración, por eso no es necesario utilizar dosificadores de productos químicos o filtros contruidos con materiales especiales. El uso de estas tecnologías alternativas son adecuadas para dar respuesta a los inconvenientes de las piscinas convencionales, tales como: trastornos de las vías respiratorias, exposición a químicos genotóxicos derivados de los subproductos de desinfección. También, estos métodos tienen la característica de ser económicos, sustentables, armoniosos con el medio ambiente y con alto valor estético y paisajístico (Brotherhood 2013).

Países europeos como Alemania, Portugal, Francia, Austria, España y Suiza cuentan con más de una década de experiencia en la aplicación de los métodos de fitodepuración para el tratamiento de agua de piscinas (Geraldés et al. 2014). Por otro lado, algunos países de América Latina, por ejemplo, Brasil, Argentina y Colombia han incursionado en esta área.

En Cuba la experiencia de aplicación de la fitodepuración se ha empleado, fundamentalmente, en el tratamiento de aguas residuales urbanas (González 2006). Sin embargo, hasta el momento no se han reportado estudios relacionadas con la potencialidad de los métodos de fitodepuración para el tratamiento de las aguas para piscinas, por lo que constituye un tema novedoso y necesario la introducción de estas tecnologías en el país.

En la provincia de Santiago de Cuba, hasta el año 2016, existen 28 piscinas convencionales construidas para el uso recreativo y deportivo; sin embargo, solamente cuatro están en funcionamiento y pertenecen al sector turístico. Las restantes piscinas no se encuentran funcionando debido fundamentalmente al deterioro del sistema de tratamiento y las estaciones de bombeo.

Por otra parte, según Casanovas and Blanch (2013), en estudios realizados en varias piscinas naturales se concluyó que la remoción de patógenos con estos sistemas naturales todavía era insuficiente, por lo que es necesario seguir investigando este tipo de piscina para llegar a determinar los parámetros microbiológicos que garanticen un riesgo microbiológico aceptable para los usuarios.

Por tanto, el objetivo de este trabajo consistió en evaluar un humedal artificial de flujo vertical para el tratamiento de las aguas de piscinas, a escala de laboratorio, para las condiciones climáticas de la provincia de Santiago de Cuba.

MATERIALES Y MÉTODOS

Bioreactores a escala de laboratorio

En la figura 1 se muestra el esquema de la estación experimental, a escala de laboratorio, utilizada para evaluar el uso de un humedal artificial de flujo vertical para el tratamiento de aguas de piscinas. Para el experimento se utilizaron dos bioreactores de flujo vertical, denominados Reactor 1 y Reactor 2, con un lecho filtrante de arena y soporte de grava.

Ambos bioreactores fueron contruidos con tuberías de cerámica roja con un diámetro de 0,1 m y altura de 1,0 m, alcanzando un área transversal de $0,0078 \text{ m}^2$ y un volumen de $0,078 \text{ m}^3$. En el interior de cada bioreactor se colocó un lecho granular en orden descendente: primeramente un lecho de arena lavada con un diámetro efectivo de 0,35 mm y diámetro máximo de 4,76 mm, con aproximadamente un 32% de vacíos y un coeficiente de uniformidad de 4.

Esta arena lavada se obtuvo de la cantera Juraguá, en el municipio de Santiago de Cuba. El segundo lecho consistió en una capa de grava de 50 mm, con un diámetro efectivo 20 mm. Mientras, la tercera capa filtrante fue otra capa de grava de 50 mm con diámetro efectivo de 32 mm. Ambas gravas se obtuvieron en la cantera Los Guao, procedentes también del municipio de Santiago de Cuba.

En el Reactor 1 sembraron rizomas de *Typha Domingensis* como planta acuática emergente, mientras en el Reactor 2 no se sembró vegetación. En cada uno de los bioreactores se instaló por la parte inferior de la base una tubería de PEAD con diámetro de 6 mm y 1,0 m de longitud, como conducto de salida y toma de muestras.

Además, se instaló un depósito de 20 L de capacidad con dos mangueras de suero con sus correspondientes válvulas, una para cada reactor, encargadas de suministrar un caudal y carga hidráulica superficial de manera uniforme y constante a los reactores.

Parámetros hidráulicos

Las aguas utilizadas en el experimento fueron recolectadas en diferentes fuentes de agua superficial del territorio de Santiago de Cuba, tales como: cascada de Juan González, el río Daiquirí ó Carpintero y la piscina de la finca Porvenir, esta última después de un día de explotación.

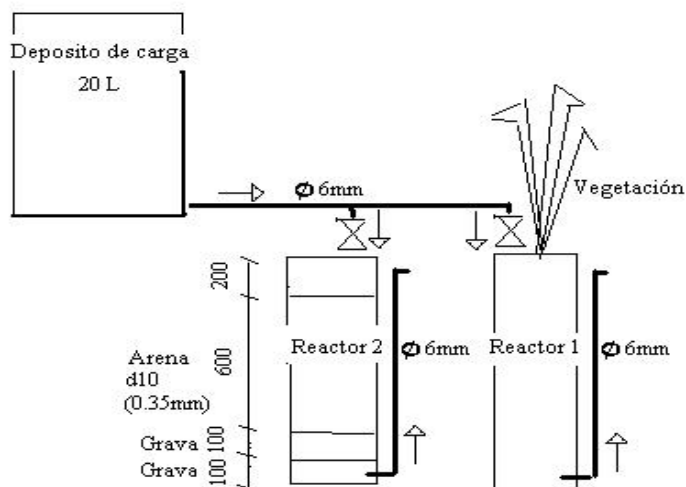


Figura 1. Esquema de la instalación experimental

En el experimento la carga hidráulica superficial se evaluó con dos condiciones: 0,25 y 0,5 m/h. Estos valores se corresponden con los criterios de diseño para filtros múltiples y filtros lentos de arena, utilizados como métodos de desinfección de agua.

Los valores de profundidad del lecho de arena se ajustaron a 0,6 m, distancia necesaria para el crecimiento del sistema radicular de la *Typha Domingensis* (USEPA 2000). En la tabla 1 se muestran los parámetros hidráulicos utilizados en el experimento.

Tabla 1. Parámetros hidráulicos utilizados para el diseño

Parámetro	Unidad de medida	Valor
Profundidad del lecho arena lavada	cm	60
Carga hidráulica	m ³ /m ² /h	0,25-50
Caudal	m ³ /h	0,002-0,004

Procedimiento experimental

Después de un período de aclimatación de 30 días, considerado como tiempo necesario para el crecimiento de la vegetación en el Reactor 1 y la formación de la biopelícula de microorganismos en ambos reactores, se procedió a la evaluación de las diferentes condiciones

del experimento. La alimentación de los bioreactores para cada condición experimental fue realizada durante dos días. El ajuste de las cargas hidráulicas se realizó mediante el aforo volumétrico en las zonas de entrada y salida de los bioreactores.

Métodos analíticos para la caracterización fisico-química y microbiológica del agua

La caracterización fisico-química y microbiológica de las aguas antes y después de tratarse realizó de acuerdo con las técnicas analíticas recomendadas por APHA (2005).

Para el análisis de las muestras se utilizaron los materiales y métodos de los laboratorios de Salud Pública Provincial, Recursos Hidráulicos y del Centro de Biotecnología Industrial (CEBI), todos pertenecientes a Santiago de Cuba. En cada muestra fueron determinadas la concentración de DQO, DBO5, nitratos, amonios, pH y coliformes totales y fecales.

Diseño experimental

Los resultados de los análisis y los gráficos fueron obtenidos a partir del paquete estadístico Statgraphics Centurion XV. Para el diseño experimental se utilizó un diseño factorial, en el cual se estudian los efectos de los i -ésimos niveles de varios factores cuantitativos y sus interacciones en una respuesta de interés y . El modelo matemático para un diseño factorial de cuatro factores se muestra en la ecuación (1).

$$y_{ijkl} = \mu + \tau_i + \beta_j + \gamma_k + \varphi_l + (\tau\beta)_{ij} + (\tau\gamma)_{ik} + (\beta\gamma)_{jk} + (\delta\alpha)_{il} + (\delta\beta)_{lj} + (\delta\gamma)_{jk} + (\delta\tau\beta)_{lij} + (\delta\tau\gamma)_{lik} + (\delta\beta\gamma)_{ljk} + (\tau\beta\gamma\delta)_{ijkl} + \epsilon_{ijkl} \quad (1)$$

$$\begin{cases} i = 1, 2, \dots, a \\ j = 1, 2, \dots, b \\ k = 1, 2, \dots, c \\ l = 1, 2, \dots, d \end{cases}$$

Donde las variables en el modelo matemático que representan los factores a estudiar son: carga hidráulica superficial (τ), vegetación (β), fuentes de agua superficial (γ) y las muestras evaluadas (δ); mientras, los demás parámetros del modelo (i, j, k, l) caracterizan el efecto de las interacciones entre los factores antes mencionados, respectivamente.

Los niveles de los factores fueron definidos como sigue: la carga hidráulica superficial se evaluó en dos niveles (0,25 y 0,50 m³/m²/h), la vegetación en dos condiciones (con vegetación y sin ella), tres niveles de fuentes de agua, y la toma de muestras se realizó en dos condiciones distintas, según se muestra en la tabla 2.

Para el análisis de los niveles de los factores se utilizó la metodología del análisis de varianza donde se calculó el estadígrafo F de Fisher, para un valor de probabilidad determinado ($p < 0,05$), y se comparó contra un valor tabulado, para así poder determinar las diferencias significativas entre las medias de los efectos principales y las interacciones en la tabla de análisis de varianza (ANOVA).

Posteriormente, se realizó una prueba de comparación de medias con la finalidad de investigar las medias que causan diferencias significativas detectadas en el ANOVA.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Características del agua utilizada

En la tabla 3 se observan las características de las aguas antes del tratamiento; estas se compararon con los criterios de calidad reportados por la norma cubana NC 22:1999 (1999).

Las muestras M1 y M2 corresponden al agua recolectada de las distintas fuentes pero en diferentes semanas. Los parámetros de control de cada agua recolectada comparados con los criterios de calidad reportados por la norma NC 22:1999 (1999), expresan que los parámetros de DBO para la calidad del agua para baño solo se cumplen en el agua recolectada de la cascada Juan González. Mientras, el nitrato solo se encuentra fuera de los parámetros en la segunda medición de la finca Porvenir.

Tabla 2. Factores en estudio

Factores	Niveles	Unidad
Carga hidráulica	0,25	m ³ /m ² h
	0,5	
Vegetación	Sin vegetación	-
	Con vegetación	
Fuentes	Cascada Juan González	-
	Río Carpintero	
	Piscina de la finca Porvenir	
Muestras	M 1	mg/L
	M 2	

Tabla 3. Caracterización del agua utilizada

Parámetros	U/M	Cascada Juan González		Rio Carpintero		Finca Porvenir		Media	Desviación Estándar
		M1	M2	M1	M2	M1	M2		
DBO5	mg/L	2	5	7	6	6	2,5	6,92	±5,8
DQO	mg/L	8	18	22	21	22	9,6	14,6	±7,8
Nitrato	mg/L	0,5	0,85	<2,08	<2,08	<2,08	2,5	1,6	±0,8
Amonio	mg/L	0,6	1,25	7,63	7,87	7,9	2,5	4,62	±3,53
pH		7,5	7,5	7,5	7,5	8	7	7,5	±0,32
Características bacteriológicas									
Coliformes totales	NMP/100 mL	11	50	1600	1600	350	234	640,8	±753,11
Coliformes fecales	NMP/100 mL	6	30	1600	34	350	34	342,33	±629,697

De forma general, existen altas concentraciones de coliformes totales en el río Carpintero y en la piscina de la finca Porvenir; sin embargo, las concentraciones de coliformes fecales es variable debido a que las fuentes naturales de agua están sujetas a amplias variaciones ambientales y antrópicas, tales como intensas sequías en el territorio, el aporte directo de coliformes por los animales oriundos de la zona, la descarga de desechos de los asentamientos cercanos al lugar, entre otros. Todos los demás parámetros evaluados cumplieron con la norma de calidad del agua.

Concentración de coliformes fecales y totales en el efluente

La tabla 4 muestra el análisis de varianza para el experimento realizado, donde se estudiaron dos sistemas de flujo vertical sub-superficial en condiciones con vegetación y sin ella. Todas las variables seleccionadas (carga hidráulica aplicada, fuente de procedencia y muestras evaluadas) mostraron diferencias significativas, indicando que todas ellas influyen en la eficiencia de remoción de microorganismos en el proceso de fitodepuración; también se detectaron interacciones significativas entre ellas. No obstante, en este experimento la vegetación no mostró diferencia significativa en la remoción de coliformes totales y fecales; es probable que se requiera extender el periodo de evaluación para garantizar un estado más maduro del desarrollo de la *Typha Domingensis*.

Varios estudios han demostrado que la presencia de plantas en humedales de flujo subsuperficial permite efectos benéficos en la reducción de microorganismos patógenos, sin embargo, aún no está claro si esto es debido al efecto de las plantas sobre el sistema hidráulico o a otras causas como la presencia de exudados de antibióticos en la rizósfera, a la densidad y diversidad microbiana que se mejoran en los rizomas de las plantas que faciliten el proceso de depredación bacteriana (Faulwetter et al. 2009), (Arroyave 2010). Sin embargo, los resultados obtenidos en este estudio pudieran considerarse relacionados con los mecanismos de adsorción filtración y depredación, los cuales, a su vez, se relacionan con criterios de diseño como el medio filtrante (áridos finos) y carga hidráulica ($0,25-0,5 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ h}$) las cuales se utilizan en filtros lentos de arena para la desinfección de agua para el consumo humano (Kadlec y Wallace 2008).

La figura 2 muestra la relación entre los factores significativos que influyeron en la remoción de los coliformes totales y fecales. Al incrementar las cargas hidráulicas aplicadas en ambos bioreactores se observó una disminución en la eficiencia de remoción de éstos; es posible que el incremento de la carga hidráulica conlleve a una baja interacción con el medio y a su vez afecte a largo plazo a la eficiencia de la fitodepuración.

En el reactor con vegetación, para una carga hidráulica superficial de $0,25 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$, en el efluente se observaron valores de coliformes totales inferiores a 8NMP/100mL con eficiencias de remoción de 92,50%; mientras, los coliformes fecales estuvieron valores por debajo de 13 NMP/100mL, representando una eficiencia de remoción de 90%.

Ambos valores se encuentran muy por debajo de los requeridos por la norma NC-22 (1999). La remoción de microorganismos patógenos representa uno de los principales objetivos en los lineamientos establecidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS), por tanto, un sistema por fitodepuración adecuado debe ser suficiente para reducir la carga de patógenos que garantice un riesgo microbiológico aceptable para los bañistas.

Tabla 4. Análisis de varianza para remoción de coliformes totales y fecales

Fuente de variación	Suma de	Grados de	Cuadrados	Estadígrafo F	Probabilidad
Coliformes Fecales					
A:Carga hidráulica	184,083	1	184,083	21,14	0,0001*
B:Vegetación	0,75	1	0,75	0,09	0,7710
C:Fuente	1729,5	2	864,75	99,29	0,0000*
D:Muestras	2268,75	1	2268,75	260,49	0,0000*
AB	0,75	1	0,75	0,09	0,7710
AC	282,167	2	141,083	16,20	0,0000*
AD	184,083	1	184,083	21,14	0,0001*
BC	1,5	2	0,75	0,09	0,9177
BD	0,75	1	0,75	0,09	0,7710
CD	1729,5	2	864,75	99,29	0,0000*
RESIDUAL	287,417	33	8,7096		
TOTAL (CORRECTED)	6669,25	47			
Coliformes Totales					
A:Carga hidráulica	884,083	1	884,083	46,80	0,0000*
B:Vegetación	10,0833	1	10,0833	0,53	0,4702
C:Fuente	5805,17	2	2902,58	153,65	0,0000*
D:Muestras	70,0833	1	70,0833	3,71	0,0627**
AB	6,75	1	6,75	0,36	0,5541
AC	452,167	2	226,083	11,97	0,0001*
AD	6,75	1	6,75	0,36	0,5541
BC	5,16667	2	2,58333	0,14	0,8727
BD	2,08333	1	2,08333	0,11	0,7419
CD	4886,17	2	2443,08	129,32	0,0000*
RESIDUAL	623,417	33	18,8914		
TOTAL (CORRECTED)	12751,9	47			
* Indica una diferencia significativa al 95 % ($p < 0,05$)					
**Indica una diferencia significativa al 90 % ($p < 0,1$)					

Las concentraciones máximas observadas en los efluentes de los bioreactores alimentados con agua de las diferentes fuentes (figura 2 b) estuvieron muy por debajo de los 100 NMP/100 mL requeridos por la norma de calidad NC 22: 1999 (1999). Los valores mínimos de remoción de 72,7% y 50% para coliformes totales y fecales, respectivamente, se corresponden con las dos primeras semanas después del tiempo de aclimatación.

Eficiencia de remoción de DQO y DBO₅

La tabla 5 muestra la tabla de análisis de varianza para la eficiencia de remoción de los contaminantes orgánicos, demostrando que todos los factores evaluados influyen en la eficiencia de remoción de DQO, DBO₅, nitratos y amonios.

La figura 3 (a, b) muestra las concentraciones promedio de DBO₅ y DQO en el efluente de los bioreactores estudiados. Al incrementar las cargas hidráulicas aplicadas se observó una disminución de la eficiencia de remoción de DBO₅. No obstante, en el bioreactor con vegetación se obtuvieron mejores valores de eficiencia comparados con el sistema sin vegetación. Por otro lado, también al incrementar las cargas hidráulicas disminuye la eficiencia de remoción de DQO.

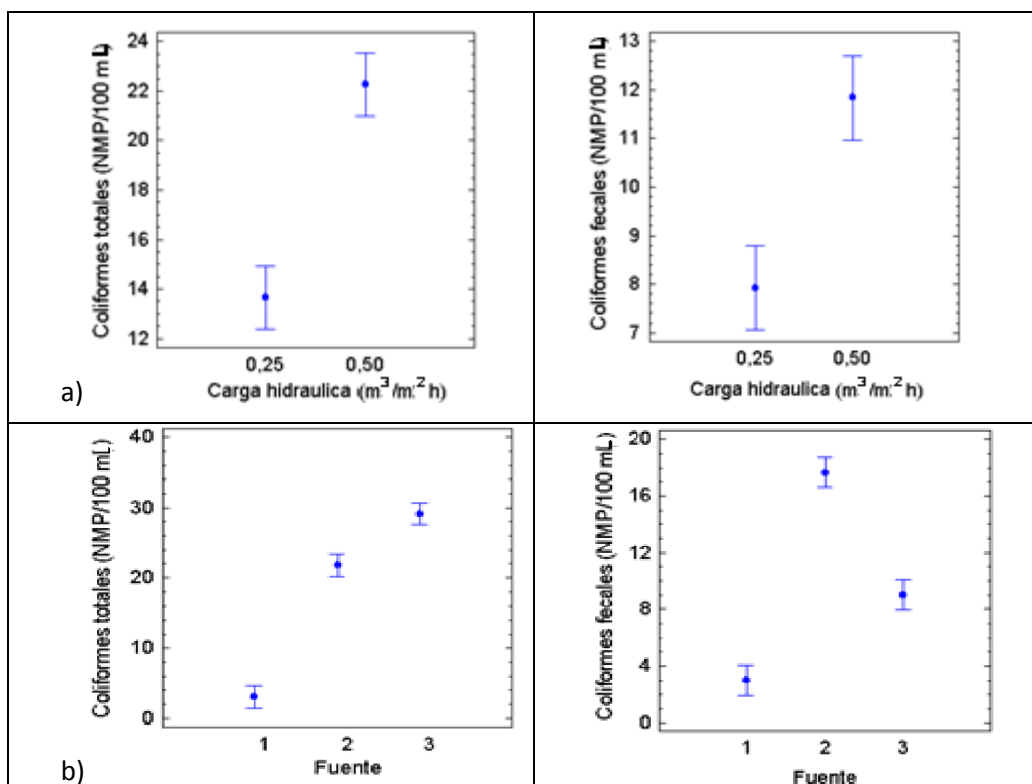


Figura 2. Concentración de coliformes fecales y totales en el efluente de los bioreactores: a) carga hidráulica; b) tipos de fuentes:
(1) Cascada Juan González, (2) río Carpintero, (3) finca Porvenir

En el reactor con vegetación, para una carga hidráulica superficial de $0,25 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ se obtuvieron valores promedios cercanos a $3,8 \text{ mg DBO}_5/\text{L}$, con una eficiencia de remoción de 25,7%.

Para ambos bioreactores, la eficiencia de remoción fue baja y no muy diferente, aunque los mejores resultados se mostraron en el reactor con vegetación. Asimismo, en este sistema, para una carga hidráulica superficial de $0,25 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ se obtuvo una eficiencia de remoción de DQO de 16,15%, con valores de concentraciones en el efluente alrededor de $14,1 \text{ mg DQO}/\text{L}$.

Un comportamiento parecido se obtuvo al aplicar una carga hidráulica superficial de $0,50 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$, pero los resultados fueron inferiores.

Con respecto a la remoción de nitratos, la figura 3 (c) muestra las concentraciones promedio obtenidas en el efluente de los bioreactores estudiados. En el reactor con vegetación, para una carga hidráulica superficial de $0,25 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$, se obtuvo un valor promedio de $1,4 \text{ mg}/\text{L}$ (remoción del 6,3 %); mientras que para $0,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ se obtuvieron valores similares. No obstante, en la última semana de evaluación (mes 4 del experimento) se alcanzaron muy bajos valores de concentración ($0,915 \text{ mg}/\text{L}$) para una carga hidráulica de $0,25 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$, representando un 10,3 % de remoción, valor que fue el máximo alcanzado en el experimento.

Tabla 5. Análisis de varianza para remoción de contaminantes orgánicos

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Gr. Lib.	Cuadrados medios	Estadíst. F	Probabilidad
DBO					
A:Carga hidraulica	0,505531	1	0,505531	23,92	0,0000*
B:Vegetación	0,807045	1	0,807045	38,18	0,0000*
C:Fuente	68,3193	2	34,1597	1616,13	0,0000*
D:Muestras	4,55963	1	4,55963	215,72	0,0000*
AB	0,0430801	1	0,0430801	2,04	0,1628
AC	0,27812	2	0,13906	6,58	0,0039*
AD	0,000481333	1	0,000481333	0,02	0,8810
BC	0,0432682	2	0,0216341	1,02	0,3704
BD	0,0136688	1	0,0136688	0,65	0,4271
CD	60,6447	2	30,3224	1434,58	0,0000*
RESIDUAL	0,697513	33	0,0211368		
TOTAL (CORRECTED)	135,912	47			
DQO					
A:Carga hidraulica	1,90125	1	1,90125	25,81	0,0000*
B:Vegetación	4,23463	1	4,23463	57,49	0,0000*
C:Fuente	588,965	2	294,483	3998,26	0,0000*
D:Muestras	12,6557	1	12,6557	171,83	0,0000*
INTERACTIONS					
AB	0,0635835	1	0,0635835	0,86	0,3596
AC	1,03649	2	0,518247	7,04	0,0028*
AD	0,00217352	1	0,00217352	0,03	0,8647
BC	1,6084	2	0,8042	10,92	0,0002*
BD	2,50847	1	2,50847	34,06	0,0000*
CD	877,967	2	438,984	5960,18	0,0000*
RESIDUAL	2,43054	33	0,0736527		
TOTAL (CORRECTED)	1493,37	47			
Nitratos					
A:Carga hidraulica	0,00046875	1	0,00046875	16,39	0,0003*
B:Vegetación	0,00091875	1	0,00091875	32,13	0,0000*
C:Fuente	17,5684	2	8,78419	307155,91	0,0000*
D:Muestras	1,0591	1	1,0591	37033,50	0,0000*
INTERACTIONS					
AB	0,00000208333	1	0,00000208333	0,07	0,7889
AC	0,0003125	2	0,00015625	5,46	0,0089*
AD	0,0000520833	1	0,0000520833	1,82	0,1864
BC	0,0004625	2	0,00023125	8,09	0,0014*
BD	0,000102083	1	0,000102083	3,57	0,0677**
CD	4,88818	2	2,44409	85462,21	0,0000*
RESIDUAL	0,00094375	33	0,0000285985		
TOTAL (CORRECTED)	23,5189	47			
Amonio					
A:Carga hidraulica	0,0198047	1	0,0198047	25,35	0,0000*
B:Vegetación	0,057063	1	0,057063	73,03	0,0000*
C:Fuente	371,322	2	185,661	237621,92	0,0000*
D:Muestras	31,0972	1	31,0972	39800,33	0,0000*
INTERACTIONS					
AB	0,000500521	1	0,000500521	0,64	0,4292
AC	0,00330312	2	0,00165156	2,11	0,1368
AD	0,000379687	1	0,000379687	0,49	0,4906
BC	0,0120073	2	0,00600365	7,68	0,0018*
BD	0,00247969	1	0,00247969	3,17	0,0840**
CD	89,4946	2	44,7473	57270,74	0,0000*
RESIDUAL	0,0257839	33	0,000781329		
TOTAL (CORRECTED)	492,035	47			
* Indica una diferencia significativa al 95 % ($p < 0,05$)					
** Indica una diferencia significativa al 90 % ($p < 0,1$)					

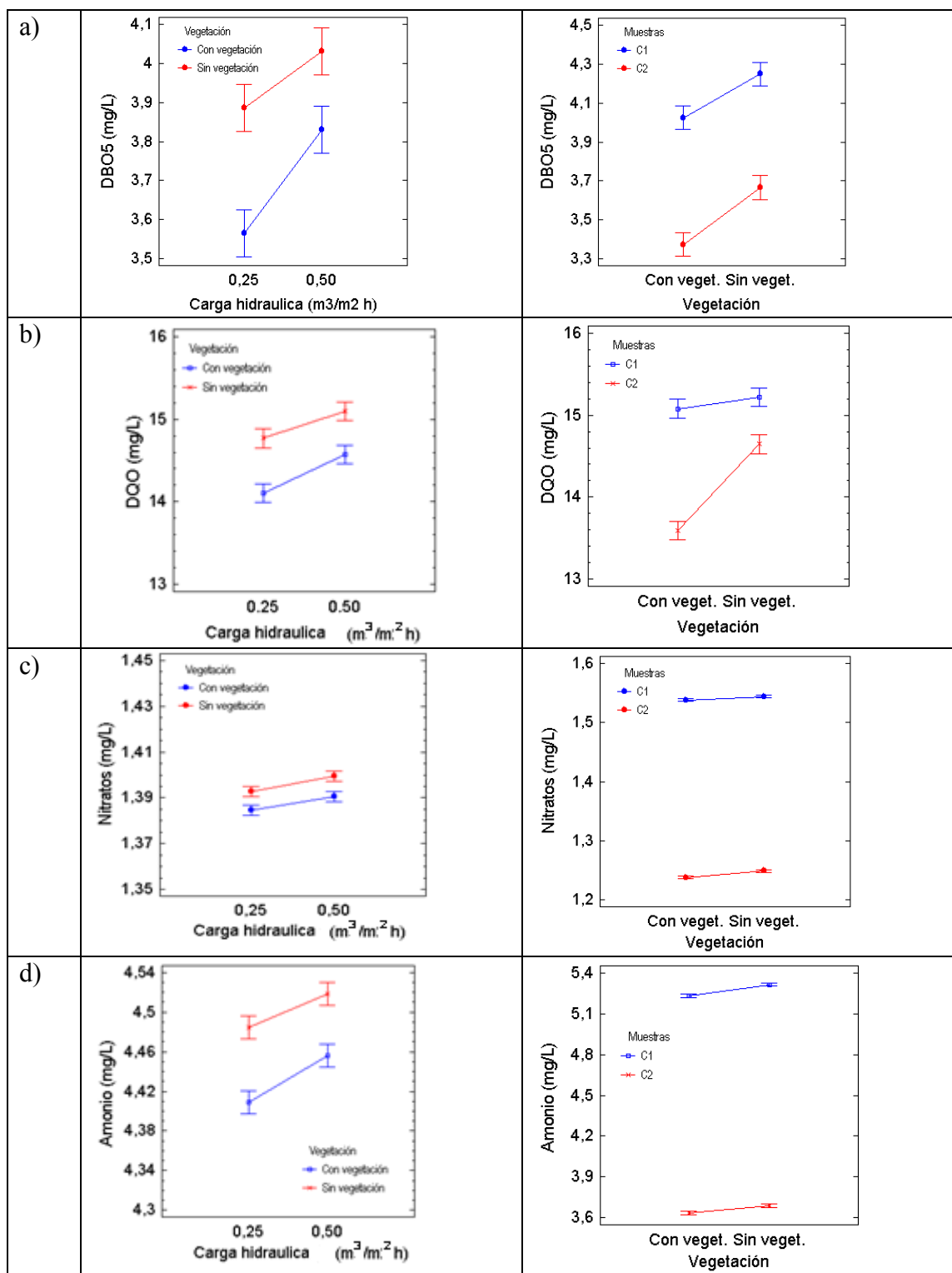


Figura 3. Desempeño de los bioreactores evaluados:
a) DBO₅, b) DQO, c) nitrato, d) amonio

Estos resultados pueden atribuirse al poder depurativo de la planta combinado con el material filtrante. Las plantas juegan un importante rol en los procesos de tratamiento con humedales, no solo por la absorción de nutrientes, sino también por ser útiles en la adherencia microbiana. En este estudio, las concentraciones de nitrato en ambos efluentes cumplieron con la norma de calidad NC 22: 1999 (1999).

La figura 3 (d) muestra las concentraciones de amonio en el efluente de los bioreactores estudiados. Similar a lo anterior, al incrementar las cargas hidráulicas aplicadas en ambos bioreactores se observó un aumento en las concentraciones de amonio. No obstante, de igual forma, en el bioreactor con vegetación se obtuvieron mejores valores de remoción, comparados con el sistema sin vegetación. En este sistema, las mejores condiciones de eficiencia (8,2%) también se alcanzaron a una carga de $0,25 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$, comparados con la segunda carga hidráulica aplicada (6,1%). La concentración mínima obtenida en el sistema con vegetación alcanzó un valor de 2,15 mg/L, representando una máxima remoción de 14,7%.

CONCLUSIONES

En este trabajo se evaluó el uso de humedales artificiales verticales de flujo sub-superficial y el efecto de cuatro factores que influyen en el tratamiento de aguas de piscinas. Para los dos bioreactores evaluados, se observaron efectos fitodepuradores significativos en la remoción de contaminantes orgánicos y microbiológicos de estas aguas. Aunque las respuestas de ambos reactores fueron un tanto similares, el uso de la *Typha Domingensis* tuvo un efecto significativo en la eficiencia de eliminación de DQO, DBO₅, nitratos y amonio; sin embargo no contribuyó significativamente en la remoción de coliformes totales y fecales. Si bien se observaron altas variaciones en los parámetros de calidad en las fuentes seleccionadas, las mayores condiciones de eficiencia del sistema se alcanzan ajustando una carga hidráulica de $0,25 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ en un sistema con vegetación, lo cual garantiza que las concentraciones de coliformes totales y fecales cumplan la norma NC-22: 1999 y una mayor remoción de nutrientes.

REFERENCIAS

- APHA (2005). "Standard Methods for the examination of water and wastewater", Ed. 21th, American Public Health Association, Washington, USA.
- Arroyave A. (2010). "Efectos del tipo de vegetación y de las variaciones de profundidad en la eficiencia de remoción de patógenos en humedales construidos de flujo subsuperficial". Tesis de maestría, Universidad tecnológica de Pereira, Facultad de Ciencias Ambientales, Brasil, extraído de: <http://repositorio.utp.edu.co/dspace/bitstream/handle/11059/2115/333918A779.pdf> en marzo 2016.
- Brotherhood M.(2013). "A viabilidade da implantação de piscinas biológicas no Brasil". IX Congreso Nacional de Excelencia Em Gestão, ISSN 1984-9354, Rio de Janeiro, Brasil, extraído de: https://arquiteturadesonho.files.wordpress.com/.../t13_2013_0022.pdf en abril 2016.

Casanovas A. and Blanch R. (2013). “Characterization of microbial populations associated with natural swimming pools”, International Journal of Hygiene and Environmental Health, vol. 216, pp. 132– 137, ISSN: 1438-4639, Elsevier, Cataluña, España.

Faulwetter J., Gagnon V., Sundberg C., Chazarenc F., Brisson J., Camper A. and Stein O. (2009). “Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: a review”, Ecological Engineering, Vol. 35, No. 6, pp. 987-1004, ISSN: 0925-8574. Elsevier.

Geraldes A., Schwarzer C. y Schwarzer U. (2014). “Piscinas biológicas e serviços ecossistémicos: que relação?”, Captar, Ciencia e Medio Ambiente para Todos, vol.5, no.2, pp. 27-36, ISSN 1647323X, Bragança, Portugal.

González O. (2006). “Remoción de nitrógeno y fósforo en humedales con flujo subsuperficial horizontal”, Ingeniería Hidráulica y Ambiental, vol.27, no.1, p. 26-31, ISSN 1680-0338, CIH, Instituto Superior Politécnico José Antonio Echeverría (Cujae), Habana, Cuba.

Kadlec R. H. and Wallace S. (2009). “Treatment wetlands”. Second Edition. Taylor & Francis Group, ISBN 978-1-56670-526-4, Boca Raton, Florida, USA.

NC 22: 1999 (1999). “Lugares de baño en costas y en masas de aguas interiores. Requisitos higiénico sanitarios”, Oficina Nacional de Normalización, Ciudad de la Habana, Cuba.

Orts A., Puerta P. y Ballester V. (2012). “Diseño, mantenimiento y uso de piscinas: seguridad e higiene”, Guía. Observatorio de Salud y Medio Ambiente de Andalucía (OSMAN), Andalucía, España, extraído de: www.osman.es/contenido/profesionales/piscinas_osman.pdf. en mayo 2016.

USEPA (2000). “Design Manual Constructed Wetlands for Municipal Wastewater Treatment”, U. S. Environmental Protection Agency (USEPA), Cincinnati, Ohio, USA.